

Comment prendre en compte le transfert des substances chimiques vers les produits agricoles dans le cadre d'une évaluation des risques sanitaires liés à l'épandage des boues de station d'épuration ?

Sébastien DENYS et Guillaume GAY

Ingénieurs de recherches et d'études

INERIS

Direction des Risques Chroniques

Unité Déchets et Sites Pollués

Parc technologique ALATA, BP. 2

60 550 VERNEUIL en HALATTE

Tél. : 03-44-55-61-89 Fax : 03-44-55-65-56 - sébastien.denys@ineris.fr

I. INTRODUCTION

En France, près de 5% des produits organiques utilisés comme intrants sur les sols agricoles sont des boues de stations d'épuration urbaines ou industrielles, sur une surface comprise entre 1 et 2% de la SAU (Surface Agricole Utile). Du fait de la présence de composés métalliques et organiques, et éventuellement d'organismes pathogènes dans les boues de stations d'épuration urbaines et industrielles, les précautions prises vis-à-vis des pratiques d'épandage, afin de garantir la sécurité alimentaire et le maintien des fonctions environnementales des sols, sont encadrées actuellement par le décret du 8/12/1997. Prochainement les pratiques d'épandage des boues de station d'épuration agricole seront également réglementées par une directive européenne.

Les volets sanitaires tels que conçus actuellement dans les dossiers de demande d'autorisation n'apportent que des informations qualitatives sur les risques potentiels liés à l'apport des boues sur les sols agricoles et ne procèdent pas à une quantification du risque. Une telle quantification impose d'identifier l'ensemble des voies de transfert potentielles qui entraîneraient l'exposition d'une cible (agriculteur, riverains des parcelles amendées...) aux substances considérées.

Parmi l'ensemble des voies à intégrer dans la démarche d'évaluation des risques relatifs à l'épandage agricole des boues d'épuration urbaine et industrielle, la voie « ingestion par l'homme de produits agricoles issus de parcelles amendées par des boues » est une voie particulièrement sensible dont la prise en compte permettra de répondre aux préoccupations relatives, notamment, à la sécurité alimentaire, et exprimées à la fois par les acteurs de la filière et les consommateurs.

A cette fin, une analyse des données scientifiques disponibles permettant de quantifier les transferts de substances depuis le sol amendé vers les produits consommés ainsi que la mise en œuvre de méthodes de sélection de ces données s'imposent afin de les intégrer au mieux à la démarche d'évaluation de risque.

II. LA DEMARCHE D'EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES

II.1. Présentation générale

La démarche d'évaluation des risques a été développée par l'Académie américaine des sciences au début des années 1980 ; elle a été reprise ensuite par l'Union Européenne. C'est cette démarche qui sera appliquée au cas de l'épandage des boues de stations d'épuration sur des parcelles agricoles.

Selon cette démarche, l'évaluation des risques liés aux substances chimiques pour la santé se décompose en quatre étapes : l'identification du potentiel dangereux ou identification des dangers, l'évaluation de la relation dose-effet, l'évaluation de l'exposition et la caractérisation des risques. Cependant, cette démarche a été établie initialement pour des substances chimiques considérées individuellement alors qu'un ensemble de substances est potentiellement présent sur une parcelle agricole amendée. Une étape préalable est donc essentielle pour caractériser les paramètres initiaux avant l'épandage que sont la composition de la boue épandue, la nature des sols amendés ou les caractéristiques des cibles.

De façon générale, une évaluation des risques sanitaires se déroule donc selon les cinq étapes suivantes :

- la caractérisation des paramètres initiaux (sources potentielles de contamination, vecteurs de transfert, récepteurs) permet de définir le schéma conceptuel d'exposition récapitulant l'ensemble des voies de transfert et d'exposition pour les populations cibles ;
- l'identification du potentiel dangereux ou identification des dangers passe par la détermination des effets indésirables que les substances chimiques sont intrinsèquement capables de provoquer chez l'homme ;
- l'évaluation des relations dose-effet estime le rapport entre le niveau d'exposition, ou la dose, et l'incidence et la gravité des effets ;
- l'évaluation de l'exposition consiste à quantifier l'exposition (les concentrations ou les doses) des populations sur la base du schéma conceptuel d'exposition établi ;
- la caractérisation du risque est la synthèse de l'évaluation des risques et quantifie le risque lié aux substances chimiques, en présentant les résultats sous une forme exploitable et accompagnés d'une évaluation de l'influence des incertitudes relevées tout au long de l'étude.

II.2 Prise en compte de l'exposition aux substances par ingestion de produits agricoles

La prise en compte de l'exposition des cibles aux substances chimiques apportées les amendements de boues sur les sols agricoles est une phase préalable de l'évaluation de l'exposition. En effet, l'exposition des cibles aux substances présentes dans les produits agricoles passe tout d'abord par l'estimation du transfert de ces substances vers les produits consommés, que ceux-ci soient de nature animale ou végétale ; puis des produits consommés vers l'homme. Pour ce faire, la démarche de l'évaluateur de risque consiste à émettre des hypothèses et de procéder à une sélection de valeurs concernant, notamment :

- les quantités de produits consommés,
- les concentrations des substances dans les organes consommés des produits agricoles issus de parcelles amendées, dans le cas où ces données sont disponibles,
- la répartition de la substance entre les différents organes d'un produit consommé,
- le cas échéant, l'utilisation de modèles de transfert des substances vers les produits consommés.

Dans tous les cas, la prise en compte de cette voie d'exposition doit répondre au principe de spécificité de l'évaluation de risque : dans la mesure du possible, les données sélectionnées doivent avoir été obtenues dans des conditions proches du plan d'épandage pour lequel l'évaluation de risque est réalisée.

III. ACQUISITION DES DONNEES D'APRES MESURES SUR LES PRODUITS AGRICOLES

III.1 Réalisation de mesures directes sur les produits agricoles

Dans le cas où les parcelles voisines de celles concernées par le plan d'épandage ont déjà fait l'objet d'un amendement de boues de station d'épuration, la mesure directe des teneurs en substances dans les produits agricoles issus de ces parcelles peut être une première approche pour évaluer, de façon directe, le transfert de ces substances vers les produits.

Cette méthode doit faire l'objet d'une réflexion préalable concernant les protocoles qui seront mis en œuvre, depuis l'échantillonnage des produits jusqu'à l'analyse des substances concernées par l'évaluation du risque et que ces produits contiennent. Par exemple, en terme d'échantillonnage, il est important de réaliser la mesure sur des produits similaires à ceux qui seront obtenus sur les parcelles amendées du futur plan d'épandage et qui ont été obtenus dans des conditions similaires à celles du futur plan d'épandage : pédologie identique, type et dose des boues épandues similaires,...

Dans la pratique, la réalisation de mesure directe n'est pas toujours possible dans le cadre de scénarii prédictifs et l'évaluateur doit alors mettre en œuvre d'autres moyens pour estimer le transfert des substances chimiques vers les produits agricoles.

III.2 Sélection de données issues de la littérature

Dans le cas où la mesure sur site ne serait pas réalisable, la littérature peut être une source de données pour l'évaluateur. En fonction des produits agricoles et des substances considérées, la quantité et la qualité de l'information bibliographique disponible varient fortement. Pour les produits agricoles de nature végétale, les données à la disposition de l'évaluateur sont relativement nombreuses contrairement à celles concernant les produits animaux. De même, les données concernant les éléments trace métalliques (ETM) sont plus nombreuses que celles concernant les composés trace organiques (CTO). Dans la plupart des cas, les transferts sont quantifiés par un facteur de bioconcentration (BCF) ou facteur de transfert (FT) qui est le rapport entre la concentration de la substance considérée dans l'organe consommé et la concentration de la substance dans le milieu source (sol amendé par exemple dans le cas du transfert sol-plante ou végétal dans le cas du transfert fourrage-animal).

Parmi l'ensemble des données disponibles dans la littérature, et toujours en accord avec le principe de spécificité, il est nécessaire que l'évaluateur fonde la sélection des valeurs sur un ensemble de critères. Pour le transfert sol-plante, les données à privilégier sont celles qui ont été obtenues à partir d'essais de plein champ, dans des conditions qui respectent les pratiques du plan d'épandage sur lequel l'évaluation est réalisée, ou, à défaut les contraintes réglementaires. Dans le cas où de telles données ne sont pas disponibles, l'évaluateur peut s'attacher aux valeurs obtenues dans des expérimentations en colonnes lysimétriques puis en vase de végétation. Les produits agricoles retenus doivent, dans la mesure du possible, être de même nature que ceux prévus dans les plans d'épandage (espèce, variété, organe) et avoir été échantillonnés de préférence à un stade physiologique correspondant au stade de consommation des produits par les espèces animales ou par l'Homme.

Pour certaines substances, les données retenus après l'application des critères de sélection pourront conduire à obtenir une gamme de valeurs relativement étendue. Dans ce cas, par défaut, la valeur de transfert la plus pénalisante sera retenue, dans un premier temps, pour conduire l'évaluation du risque. En fonction du résultat de l'évaluation de risque, l'évaluateur pourra affiner le choix de la valeur ou recommander une mesure sur des produits obtenus dans des contextes agro-climatiques identiques.

Dans la pratique, malgré un nombre important de données relatives au transfert des ETM vers les végétaux, l'extrapolation à un cas spécifique d'épandage reste délicate.

Si elle est réalisée, les limites d'une telle extrapolation doivent impérativement être rappelées dans la phase d'évaluation des incertitudes qui doit accompagner la quantification du risque. En outre, pour les substances de type CTO ou pour les transferts vers les produits animaux, les données disponibles sont relativement peu nombreuses et l'évaluation du risque doit, dans ce cas, se fonder sur une modélisation du transfert des substances vers les compartiments considérés.

IV. L'UTILISATION DES MODELES DE TRANSFERT SOL-PLANTE

Dans le cas où les données sur les transferts des substances chimiques vers les produits agricoles ne sont pas disponibles, l'évaluateur peut recourir à des modèles de transfert des substances vers de tels produits qui permettent de procéder à une estimation du transfert de la substance chimique vers le végétal. Dans ce cas, plusieurs types de modèles sont disponibles, tels que ceux succinctement décrits ci-après.

IV. 1. Les modèles empiriques

Ces modèles sont obtenus à partir de relations statistiques, à partir d'observations expérimentales. La plupart de ces modèles utilisés dans les évaluations de risque sont des modèles qui font intervenir uniquement les propriétés physico-chimiques des substances considérées. Ils ont été obtenus dans des conditions parfois très éloignées des conditions de l'épandage agricole des boues de station d'épuration. ce qui rend bien souvent leur application délicate.

Sur le plan national, des modèles empiriques du transfert sol-plante de certaines substances ont également été mis en œuvre, notamment par les différents laboratoires de l'INRA. Ces modèles permettent d'estimer le transfert des substances chimiques vers les végétaux, en considérant les propriétés physico-chimiques des sols. L'évaluateur, si il se situe dans le domaine d'application du modèle (espèce, même contexte pédo-climatique) et si il peut avoir une estimation des paramètres d'entrée concernant la physico-chimie des sols (granulométrie notamment) peut alors recourir à ces modèles de transfert qui ont l'avantage d'être issus d'expérimentations proches de celles de l'épandage.

IV.2 Les modèles physiologiques

Plusieurs modèles physiologiques sont décrits dans la littérature. Alors que les modèles évoqués ci-dessus ne tiennent pas compte des mécanismes physiologiques impliqués dans le prélèvement des substances (ou alors implicitement pour les modèles empiriques spécifiques à une espèce), les modèles physiologiques considèrent, de façon plus ou moins exhaustive, l'ensemble des mécanismes impliqués dans le prélèvement des substances. Une modification des paramètres d'entrée permettant de représenter mathématiquement ces mécanismes est possible, en fonction des végétaux considérés. Certains modèles focalisent sur un organe donné.

De même que les modèles empiriques, ces modèles ont été le plus souvent calibrés à partir d'expérimentations éloignées du contexte de l'épandage agricole des boues de station d'épuration. En outre, l'acquisition de certains paramètres d'entrée est parfois lourde et coûteuse à mettre en place, ce qui rend leur utilisation délicate et limitée en évaluation des risques.

V. CONCLUSIONS

La prise en compte du transfert des substances chimiques vers les produits agricoles est une étape de la caractérisation de l'exposition des cibles. Le choix de la méthode faite par l'évaluateur pour quantifier le transfert de la substance vers le produit agricole doit répondre au principe de spécificité des évaluations de risque. Ainsi, la valeur du paramètre choisi pour exprimer ce transfert doit être la mieux adaptée au cas considéré, en fonction des données et des moyens disponibles. Dans cet objectif, les mesures directes sur les produits agricoles considérés peuvent être privilégiées mais d'application limitée, notamment dans le cadre de scénarii prédictifs. Dans ce cas, l'évaluateur doit sélectionner des données issues de la littérature, ou utiliser les modèles de transfert les mieux adaptés à la situation considérée. Les moyens à mettre en œuvre par l'évaluateur pour la prise en compte de ces transferts doivent également être proportionnés par rapport à l'impact qu'aura la voie d'exposition «ingestion de produits végétaux potentiellement contaminés par l'épandage agricole de boues». Dans la pratique, l'extrapolation de valeurs expérimentales ou de relations empiriques reste pour le moins délicate du fait même des domaines d'application de ces valeurs ou modèles et de la diversité des situations (conditions pédo-climatiques, espèces végétales ou animales considérées...) d'épandages de boues. Toutefois, l'évaluateur, qui se situe à l'interface entre les données scientifiques disponibles et l'application très pragmatique à l'évaluation du risque doit réaliser ces extrapolations qui sont à l'origine d'incertitudes importantes, qu'il sera fondamental de discuter dans l'étape finale de la quantification des risques. En ce sens, le résultat d'évaluation du risque doit être perçu non pas comme une donnée figée mais plutôt comme un outil d'aide à la décision par rapport à une situation d'épandage agricole donnée.